

Trädföryngring i lågagropar uppkomna vid brand i boreal naturskog



Lovisa Helmerson

Examensarbete i biologi, 20p.

Handledare: Per Linder

Februari 2000

FÖRORD

I och med skogsbrukets ökade naturvårdssatsning genomförde AssiDomän, Lycksele skogsförvaltning, en naturvårdsbränning i Kåtabergets domänreservat den 27 juni 1995. Denna bränning var den areellt sett mest omfattande bränningen av naturskog som då förekommit i Sverige. Tidigare har flera studier utförts i reservatet med bara en har publicerats: Linder m. fl. (1998).

Denna studie utfördes som examensarbetet omfattande 20 poäng vid Institutionen för skoglig vegetationsekologi, Skogsvetenskapliga fakulteten, vid SLU (Sveriges lantbruksuniversitet) i Umeå. Examensarbetet är en obligatorisk del av min programutbildning till skogsvetenskaplig magister med biologisk inriktning.

Jag vill börja med att tacka AssiDomän som agerat markvärdar. Jag vill även tacka Greger Hörnberg för hjälp med plantidentifieringen, Linda Berglund för fröna och Lars Östlund för tabellerna över tallens växtform. Framförallt vill jag tacka min handledare Per Linder som trots tidspress har varit till ovärderlig hjälp och lärt mig otroligt mycket.

Umeå den 4 november 1999

Lovisa Helmersson

INNEHÅLL

SAMMANFATTNING	5
SUMMARY	6
INLEDNING	7
Skogsbrand i allmänhet	7
Skogsbranden i det boreala landskapet	7
Människans roll för brandregimen	8
Trädföryngring efter brand	8
Inverkan av biotiska och abiotiska faktorer på trädföryngring	9
Inverkan av brandintensiteten på trädföryngringen	10
Inverkan av brandhårdheten på trädföryngringen	10
Betydelsen av död ved för det boreala landskapets mångfald	10
Trädföryngring på död ved	11
Syfte	12
STUDIEOMRÅDET	12
METODER	13
Taxering av lågagropar	13
Planträkning	13
Inventering av tillförd liggande död ved och mortalitet hos grova träd	14
Revidering av permanenta provytor	15
RESULTAT	16
Av branden skapade områden med starkt reducerat humusskikt	16
Lågagropar och övrig bränd mark	16
Stubbropar	16
Plantetablering i lågagropar relativt övrig mark	16
Av branden skapad liggande död ved	19
Mortalitet för träd med DBH > 50 cm	20
DISKUSSION	21
Av branden skapade lågor	21
Betydelsen av lågagropar för trädföryngringen	22
REFERENSER	24

SAMMANFATTNING

Undersökningen utfördes i Kåtabergets domänreservat i Västerbotten sommaren 1999. Här utfördes en naturvårdsbränning sommaren 1995 vilken utvecklades till en låg-intensiv markbrand. Där det fanns torr liggande död ved brann denna samt delar av humuslagret ibland upp, vilket skapade fläckar med tunnare humuslager, sk lågagropar. Branden skapade även liggande död ved genom att bränna av levande träd med brandljud och stående döda träd.

I detta arbete har plantetableringen i en brandpåverkad naturskog studerats med speciell hänsyn till förekomst av liggande död ved. Studien omfattade en taxering av förekomsten av urbrunna lågagropar, och en undersökning av plantetableringen i lågagropar jämfört med övrig bränd mark. Dessutom inventerades tillförseln av liggande död ved efter branden, eftersom denna utgör framtida substrat för bildning av lågagropar.

Fyra år efter branden har 14,5 lågor/ha skapats, vilket motsvarar 8,3 m³/ha, med flest lågor i diameterklasserna 20-29 cm och 30-39 cm. Detta fördelningsmönster skiljer sig från mortalitetsmönstret, där mortaliteten minskade med ökad diameter. Denna skillnad kan bero på att grövre träd har brandljud från tidigare bränder som kan brinna ur och därmed få trädet att falla. Hur stor mängd lågor som konsumerades vid branden har ej kunnat uppskattas.

Plantetableringen i lågagroparna var betydligt större än på den övriga brända marken, 27 000 st/ha respektive 2 800 st/ha. Detta kan förklaras med att lågagroparna har ett tunnare humustäcke och att de hyser gynnsammare förhållanden för plantetablering såsom lägre konkurrens, jämnare fuktighetsförhållanden och hög näringstillgång. Medelhöjden var densamma för både lågagroparna och den övriga brända marken. Lågagroparna utgjorde endast 0,3 % av reservatets areal vilket medför att deras betydelse för trädföryngringen kanske inte är så stor som den höga plantetableringen antyder. Speciellt för lövträden var skillnaden i planttillslag mycket stor mellan lågagropar och övrig bränd mark; 7,7 plantor/ha i lågagroparna, och 0,2 plantor/ha på den övriga brända marken. Det kan tänkas att lågagropar och andra hårt brända partier tidigare hade en mycket stor betydelse för lövträdens föryngring i skogslandskapet.

SUMMARY

This study was conducted in the "Kåtaberget" forest reserve in Västerbotten in the summer of 1999. In the summer of 1995, a prescribed burning was performed in the reserve. In some places where coarse dry woody debris (logs and stumps) was present, the fire consumed the wood, as well as parts of the humus layer, creating deep-burned patches. The low intensity ground fire also created dead woody debris by burning off living trees with open fire scars, as well as standing dead trees.

In this study, the post-fire tree seedling establishment was examined, with special attention given to the former presence of woody debris. The study also includes a survey of the areal extent of deep-burned patches, as well as an examination of tree seedling establishment in these patches, compared to other burnt ground. Furthermore, the amount of woody debris caused by the fire was examined.

Four years after the fire 14,5 logs/ha had been added, which corresponds to 8,3 cubic metres/ha, with most logs in the diameter classes 20-29 cm and 30-39 cm. This pattern differs from the mortality pattern, i.e. decreasing mortality with increasing diameter. The difference could be due to the fact that larger trees have fire scars from previous fires to a higher extent than smaller trees. Such fire scars may burn out and cause the trees to fall.

The tree establishment was considerably higher in deep-burned patches, which had 27000 seedlings/ha, compared to other burnt ground, which had 2800 seedlings/ha. This can be explained by the more favourable conditions for seedling establishment in the thinner humus layer, such as lower competition, more moisture and higher nutrient concentration. However, the average seedling height was the same for both microhabitats. The deep-burned patches constituted only 0,3% of the reserve area. This means that their importance for tree regeneration might not be that significant as the high seedling establishment indicates. There was an especially large difference in seedling establishment for deciduous trees between the deep-burned patches, which had 7,7 seedlings/ha, and the other burnt ground, which had 0,2 seedlings/ha. Burnt patches with no, or a thin, humus layer are believed to have been important sites for the regeneration of deciduous trees in the natural boreal forest landscape.

INLEDNING

Skogsbrand i allmänhet

Skogsbranden är antagligen den enskilda ekologiska faktor som har betytt mest för våra boreala skogars utveckling, och det boreala skogsekosystemet är därför i flera avseenden anpassat till branden som återkommande storskalig störningsfaktor. Kunskap om bränders beteende och de olika processer som styr vegetationens utvecklingen efter en brand är därför nödvändig för att vi ska kunna förstå naturskogens funktion (Schimmel och Granström 1991).

Det är först på senare delen av 1900-talet som brandens ekologiska betydelse på allvar uppmärksammas av skogsägare, bl a som en viktig del i naturvården. Frånvaron av färsk brandfält gör det dock svårt att utföra forskning och därmed att uppskatta eldens roll i landskapet, särskilt vad gäller naturliga förnygringsmönster hos träden (Granström 1996).

Skogsbranden i det boreala landskapet

Branden har haft en central roll i det boreala skogslandskapets ekologi, och olika brandregimer har skapat en variation i landskapets och vegetationens struktur samt trädens åldersfördelning, t ex en växlande mosaik av lövbrännor, grandominerade refugieområden och barrbestånd i olika successionsstadier (Zackrisson och Östlund 1991). Branden är även viktig för ekosystemets näringsdynamik, då de mineraliseringsprocesser och pH-förändringar som orsakas av branden har betydelse för vittring, kväveuppbbyggnad och humustillväxt (Zackrisson och Östlund 1991).

Skogselden påverkar produktivitet, diversitet, näringscirkulation, förnaackumulering, genetiska anpassningar, succession, förnygring, vegetationens sammansättning och konkurrensförhållanden (Spurr och Barnes 1980), vilka alla har kraftfulla effekter på tillväxt och utveckling av trädbestånd (Kolström och Kellomäki 1993). Skogselden skapar unika livsmiljöer för växter och djur som anpassat sig till denna återkommande störning. En del arter är starkt anpassade till de speciella miljöer och strukturer som elden skapar och dessa arter kan försvinna ur landskapet om sådana miljöer och strukturer ej nybildas (Wikars 1992). Många arter är även indirekt beroende av skogselden genom att de utnyttjar substrat och miljöer som bildas vid brand (Hellberg och Granström, 1999).

De viktigaste variablerna för brändernas påverkan på ekosystemet är deras frekvens, storlek, intensitet, hårdhet och under vilken säsong de förekommer (Hellberg och Granström, 1999). Dessa variabler kontrolleras primärt av klimat, brännbarhet, bränsleackumulering samt jordförhållanden (Spurr och Barnes 1980). Mängden bränsle, dess fördelning i horisontal- och vertikalled samt dess fukthalt är avgörande för brandens beteende och därmed för dess effekter på ekosystemet (Hellberg och Granström 1999).

Markbränder var tidigare den vanligaste typen av brand. De brinner över marken, konsumerar fält- och bottenskikt, humus och förna, dödar plantor, buskar och mindre träd samt skadar de grövre träden (Spurr och Barnes 1980). Vid en genomsnittsbrand

i frisk barrskog på moränmark i inlandet överlevde sannolikt minst hälften av träden (Zackrisson och Östlund 1991).

Många trädarter har anpassningar för att överleva branden såsom tjock bark, förmåga att skjuta adventivknoppar (Kimmings 1997), högt ansatt krona (Wheland 1995), minskad eldfängdhet (Mysterud och Mysterud 1997) samt kottar som bara öppnas efter brand sk serotina kottar. Stora träd överlever en normal brand, medan mindre träd mortalitet är proportionell till deras storlek och eldens intensitet (McCarthy och Sims 1935). Vissa arter såsom blåbär och lingon gynnas av lätta bränder då dessa eliminerar konkurrensen och de snabbt kan skjuta skott från rhizom i marken (Mysterud och Mysterud 1997).

För att förstå eldens roll i ekosystemet är det viktigt att känna till brandhistoriken i olika områden och hur den förhåller sig till dagens brandregim (Hellberg och Granström, 1999). I Norrland var brandfrekvensen högst i inlandet och minskade mot kusten, samt med ökad altitud i fjällområdet. Brandpåverkan varierar kraftigt beroende på skogstyp, markfuktighet, topografi, geologiskt underlag, etc, vilket ger upphov till en stor variation i brändernas karaktär (Zackrisson och Östlund 1991). De undersökningar som finns för Sverige sträcker sig ca 700 år bakåt i tiden och visar att intervallet mellan bränderna för norra delen varit mellan ca 50 och 150 år (Wretling 1932, Zackrisson 1977, Engelman 1984, Linder 1988, Niklasson och Granström under tryckning).

Människans roll för brandregimen

Förekomsten av brand har starkt påverkats av människan genom att bosättare medvetet brände områden för att odla eller förbättra betet (Granström 1991). Det ökat antal bosättare och jordbrukets utveckling har därmed gett en högre antal bränder, men även areellt mindre bränder då antropogen antändning, till skillnad från blyxtantändning, också sker dagar då spridningsförhållandena ej är gynnsamma (Niklasson och Granström under tryckning). I och med att skogen fick ett ekonomiskt värde på 1800-talet har brandbekämpning blivit en prioriterad verksamhet och idag är skogselden nästan helt eliminerad från vårt landskap (Granström 1996). Detta har lett till att störningsregimerna och successionsmönstren i den boreala skogen har förändrats totalt sedan slutet av 1800-talet.

Trädförnyring efter brand

I naturliga skogar kan trädförnyring oftast bara ske efter brand eller andra störningar (Mäkelä och Levula 1996). Storskalig brandstörning har ansetts vara den mest betydelsefulla faktor som styr förnyringen i boreala barrskogar (Sirén 1955, Zackrisson 1977, Payette 1992). En del anser dock att inga skillnader kan påvisas vad gäller plantetablering på brända och icke brända marker, däremot är plantavgången på obrända marker högre än på brända (Sirén 1952, Kolehmainen 1955).

De första årtiondena efter brand är en period då stora successionella förändringar inträffar (Morneau och Payette 1989) och då strukturella karaktärer såsom täthet och åldersstruktur hos de först etablerade träden bestäms (Sirois och Payette 1989). Den

ordning i vilken olika växtarter nykoloniserar ett bränt område beror på frökällan, brandbeteendet och vädret under föryngrings/etableringsperioden (Engelmark 1993). Trädföryngring på brända områden beror av tillgången på frön. Fröbankerna hos de vanligaste träarterna i norra Sverige ligger i mårslagret (Schimmel 1993) och frön i humuslagrets övre del dödas lätt vid brand (Harper 1977). Efter en brand utvecklas därför oftast den första trädgenerationen från de frön som sprits av överlevande träd och omkringliggande skog. Avståndet till närmaste fröträd har inte någon signifikant effekt på populationsstorleken av vårtbjörk, glasbjörk och tall efter hyggesbränning (Vanha-Majamaa m. fl. 1996). Men ett kortare avstånd till ett stort träd kan verka negativt på planttillväxten pga konkurrens från det större trädet (Fries 1991).

Efter en brand kan plantetablering ske på tre sätt: 1) Skott från överlevande rötter, rhi-zom eller annan vävnad begravd i jorden. 2) Etablering av frö- eller sporbänk i mar-ken. 3) Spridning från omkringliggande bestånd (Schimmel och Granström 1991). Yt-terligare två typer kan läggas till denna indelning: 4) Etablering från frö och sporer från nyetablerad vegetation och 5) vegetativ spridning från nyetablerad vegetation (Klingsheim 1996).

Inga skillnader föreligger under de första åren efter brand vad gäller markens mottag-lighet för plantetablering (Schimmel 1993). Men andra undersökningar visar att plant-etableringen är låg de första åren efter brand, men ökar efter 3-5 år. Detta kan bero på att sprickbildning i humus förbättrar förhållandena för frögroning och att fröpreda-tionen är hög under de första åren (Yli-Vakkuri 1962).

På fattiga marker är normalt tall totalt dominerande vad gäller föryngring (Sarvas 1938), och på rikare jordar föryngrar sig lövträd bättre (Wretling 1935). Tall har ra-porterats att etablera sig tidigt på brända marker (Uggla 1958), medan gran ofta etab-lerar sig under ett kronskikt. Skillnad i etableringsframgång efter brand mellan gran och tall är mycket små trots att tallfrönas groning är något snabbare. Inga stora skil-lnader i avgång under de första åren kan heller observeras (Granström 1991). Lövträd har en fördel vid etableringen pga god fröspridning, god förmåga att skjuta stubb-och/eller rotskott samt snabb ungdomstillväxt, ex asp, glasbjörk och vårtbjörk. Men de är beroende av en gynnsam groningsbädd och stort näringsutbud (Granström 1991). Hög brandintensitet med stor träddöd gynnar troligen vanliga lövträdsarter, såsom vårtbjörk, glasbjörk, asp och sälg, vilka har små frön som kan spridas långt (Schimmel 1993).

Inverkan av biotiska och abiotiska faktorer på trädföryngringen

Frögroning och plantetablering styrs framförallt av dominerande vindriktning, ljus-förhållande, temperatur, nederbörd och substrat (Hörnberg m. fl. 1997, Kuuluvainen och Juntunen 1998). Men även faktorer såsom övriga klimatförhållanden, topografi och predation på frön och plantor inverkar (Vanha-Majamaa m. fl. 1996).

Med ökad brandhårdhet ökar pH i marken, vilket definitivt kan påverka fröets tillgång av näring (Dyrness och Norum 1983). Branden kan även förbättra förhållandena för frögroning och planttillväxt genom att döda allelopatiska växter såsom kråkbär (*Em-petrum hermaphroditum*) (Nilsson 1992). Kolet som bildas vid brand adsorberar även de allelopatiska ämnena som kan finnas i humusen (Zackrisson m. fl. 1996).

Inverkan av brandintensitet på trädföryngringen

Brandintensiteten kan variera kraftigt inom ett område. Denna variation kommer direkt att återspeglas i trädens överlevnad (Granström 1991), och därmed även påverka etableringen av en ny trädgeneration. Både föryngring och höjdtillväxt hos tallplantor gynnas ju glesare överbeståndet är (Engelmark 1993), och det är visat att plantornas tillväxt ökar ju svårare skadat det gamla beståndet är (Granström 1991). Men även lätta markbränder kan vara viktiga då de skapar luckor genom att döda enstaka träd eller grupper av träd (Kuuluvainen 1994).

Det minskade skyddet från kronskiktet, samt särskilt minskning av frötillgången, kan troligen även minska etableringen av träd på områden där många mogna träd dött efter en brand (Schimmel 1993). Närheten av levande fröträd har visats ha en negativ effekt på planttillväxten samt fältskiktet (Kuuluvainen och Pukkala 1989). På torra tallmarker är stora livskraftiga träd omgivna av en sk konkurrenszon inom vilken planttillväxten hämmas (Kuuluvainen m. fl. 1993). Därmed har mängden stora träd och deras rumsliga fördelning stor inverkan på plantuppslaget (Kuuluvainen 1994). Döda träd har en annan effekt på plantetableringen då de varken tar upp vatten eller näring och kan fungera som skydd efter en brand genom att t ex tillhandahålla skugga.

Inverkan av brandhårdhet på trädföryngringen

Brandhårdheten, dvs hur mycket humus som konsumeras samt hur djupt ner dödliga temperaturer penetrerar i marken varierar mycket vid naturliga bränder (Schimmel 1993). Med andra ord återfinns en stor variation av gröningsmiljöer inom ett bränt område.

Framgången i plantetablering är starkt korrelerat med graden av brandhårdhet/ bränningsdjup (Wretling 1932, Zasada m. fl. 1983, Schimmel 1993). Växter som skjuter skott från underjordiska strukturer minskar med ökat bränningsdjup, fröbankarter gynnas samtidigt som elden konsumerar delar av fröbanken och för arter som sås in råder ett mer direkt positivt samband mellan groddplantsetablering och branddjup (Schimmel och Granström 1996). Kolonisationsframgången ökar med ökad konsumtion av mårлагret för fröspridda arter såsom tall, gran samt båda björkarterna (Schimmel 1993). Detta beror troligen på de ogynnsamma vattenförhållandena i mårлагret jämfört med exponerad mineraljord (Schimmel och Granström 1996). Hur lång tid detta högre antal plantor i hårt brända fläckar håller i sig är dock osäkert (Wretling 1932). Brandhårdheten påverkar även plantornas överlevnad, med högst överlevnad på hårt brända områden (Zasada m. fl. 1983). Branddjupet verkar således att ha en stor inverkan på växtsuccessionen i boreala skogar.

Betydelsen av död ved för det boreala landskapets mångfald

Idag finns på produktiv skogsmark i genomsnitt sex kubikmeter död ved per hektar, och 75% av denna utgörs av lågor. Volymandelen död ved med en diameter i bröst-höjd över 30 cm uppgår till 19% (Fridman och Walheim 1997). Inom Orsa, Hamra och Älvdalens besparingsskogar bedöms mängden döda stående träd ha minskat med 90% under perioden 1885-1996, och sannolikt har en minskning skett i hela Norrland (Linder och Östlund 1998).

Mängden död ved är beroende av t ex markens produktivitet, klimatiska förhållanden, störningsregim, successionsstadium, trädartssammansättning och aktivitet hos de nedbrytande organismerna (Linder m. fl. 1997). Vid brand minskar mängden grovt friskt träbränsle och grovt ruttet material (Kalabokidis och Wakimoto 1992). Men skogsbränder nyskapar också stora mängder död ved (Samuelsson och Ingelög 1996). Branden kan även skada trädens rotsystem och därmed öka risken för vindfällning, vilket ytterligare bidrar till skapandet av liggande död ved (Sarvas 1938).

Mer än 4000 arter växter, svampar och djur i Sverige är beroende av död ved för att söka föda i, som föda, till bo- eller växtplats, till skydd eller konstruktionsmaterial. Enligt Artdatabanken i Uppsala kräver 39% av de 1500 rödlistade skogslevande arterna död ved i form av stående döda träd eller lågor för sin överlevnad (Samuelsson och Ingelög 1996). Därmed är bristen på död ved ett av de allvarligaste hoten mot den biologiska mångfalden.

Trädföryngring på död ved

Död ved har visats vara ett passande substrat för granföryngring både i boreala fuktiga skogar (Kuuluvainen 1994) samt i andra skogshabitat runt om i världen (Nakamura 1992). När ett träd faller skapas en lucka i krontaket och därmed gynnsamma ljusförhållanden. Den ruttna veden tillhandahåller fördelaktiga fukt-, och luftningsförhållanden och på lågan begränsas näringskonkurrens från annan vegetation (Kasanskaya m. fl. 1979). Ruttande lågor kan även vara rika på näring (Agnew m. fl. 1993) samt ha högre temperaturer än omgivande mark. (Nelson 1951). I vissa ekosystem fröyngras träd endast på sk. nurse logs pga mindre konkurrens (Harmon and Franklin 1989). Det har föreslagits att lågor utgör sk "safe sites" (Scott och Murphy 1987).

Både tall- och granplantor är associerade till substrat där konkurrensen är låg och vattentillgången god, som t ex nedbrutna lågor. Trots att lågor, upphöjda rötter och stubbar bara utgör en liten del av markytan i naturliga gransumpskogar, återfinns på dessa substrat en stor del av granföryngringen (Szewczyk och Szwagrzyk 1996, Hörnberg m. fl. 1997). För tallen är rotvältor och nedbrutna lågor det viktigaste mikrohabitatet för föryngring (Aaltonen 1919, Kuuluvainen och Juntunen 1998). Men det finns också resultat där inte några plantor eller groddplantor återfunnits på lågor (Steijlen m. fl. 1994).

På torra hedskogar i Lappland finns tre mikroståndorter där plantor återfinns i störst mängd: 1) längs med fallna träd och under fallna kronor, 2) i rotvältor och 3) under gamla glest ställda trädbestånd (Aaltonen 1919). Grenarna och stammen ger även mindre plantor skydd mot ren- och älgbetning (Sarvas 1938).

Syfte

Eftersom trädplantorna utgör grunden för det framtida skogsbeståndets karaktär, så är kunskapen om hur branden påverkar plantetableringen en nyckelfaktor för att förstå skogslandskapets struktur och sammansättning (Schimmel 1993). De styrande fakto-

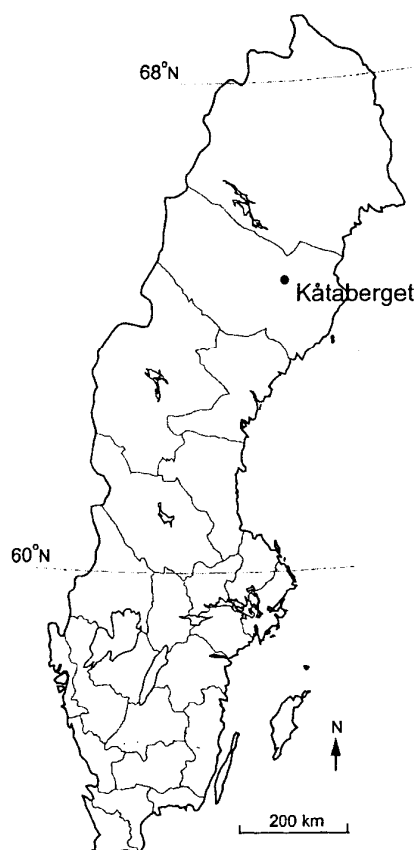
terna har bara studerats mycket generellt (Granström 1996). Detta arbete avser att studera plantetableringen i en brandpåverkad naturskog med speciell hänsyn till förekomsten av liggande död ved.

Syftet med detta examensarbete är:

- Att undersöka förekomsten av urbrunna lågagropar.
- Att undersöka plantetableringen i lågagropar jämfört med övrig bränd mark.
- Att inventera förekomsten liggande död ved som skapats av branden, sk lågor, då dessa utgör framtida substrat för bildning av lågagropar.

STUDIEOMRÅDET

Kåtabergets domänreservat ligger inom kronoparken Löparen intill Vindelälven i Västerbottens inland, ca 16 mil från kusten. Området är lokaliserat på latitud $64^{\circ}50'N$, longitud $18^{\circ}49'O$. Reservatet ligger i en sydsluttning med den nedre delen avgränsad av Kåtatjärnen på 277 m.ö.h. och med den övre delen på 315 m ö h. Reservatets form kan liknas vid en rektangel men sidorna 460x220 m, med den östra delen gränsande till ett hygge och den västra till viss del mot en myr. Reservatets areal är ca 10,2 ha.



Figur 1: Reservatets lokalisering.

Domänreservatet brändes den 27 juni 1995. Bränningen skedde genom avbränning av 20-30 m breda bälten med start i reservatets lägsta partier vid Kåtatjärn. Elden var en markbrand men låg intensitet och spridningshastigheten var oftast under 2 meter per minut. Fukthalten i mosstäckets övre skikt var ca 15-20%, med den lägre halten i de mer exponerade partierna (eg den norra delen av reservatet), där också brandens intensitet blev något högre (Jonsson 1997).

Före bränningen karaktäriserades trädskiktet av grova tallöverståndare, många med brandljud, vilket visade på tidigare brandpåverkan. Stående och liggande döda träd förekom sparsamt, men avverkningsstubbar vittnade om att tidigare dimensions- och torrträdsavverkning förekommit. Området har ej berörts av brand under de senaste 142 åren (Linder m. fl. 1998). Som ett resultat av denna brandfrist fanns rikligt med underväxt av klen gran, och i öppnare partier även tall.

Cirka 86% av reservatet utgjordes av torr-frisk mark och de resterande 14% av fuktig-blöt mark (Jonsson 1997). Reservatets norra del karaktäriseras av relativt torr mark där lingon (*Vaccinium vitis-idaea*) och blåbär (*Vaccinium myrtillus*) var dominerande fältskikt, men det förekom även mindre partier men kråkris (*Empetrum hermaphroditum*) samt enstaka örter och gräs som, t ex. gullris (*Solidago virgaurea*) och krus-tåtel (*Deschampsia flexuosa*). Bottenskiktet dominerades här av väggmossa (*Pleurozium schreberi*) med insprängda fläckar av kvastmossa (*Dicranum scoparium*) och ren/fönsterlav (*Cladina* sp.). I de mellersta delarna av reservatet finns ett flackt parti med brandpräglad tallskog på frisk mark, som längre ner i slutningen gradvis övergår till rikare och fuktigare mark med ett större graninslag. Blåbär dominerade här helt fältskiktet och inslaget av kammossa (*Pitilium Crista-castrensis*) i bottenskiktet var stort. I sydöst ligger en mycket blöt sänka samt en platå med liknande förhållanden som i norr (Jonsson 1997).

METODER

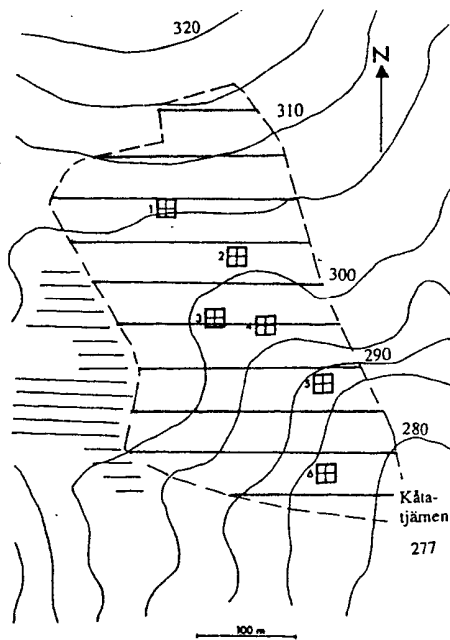
Taxering av lågagropar

För att bestämma förekomsten av urbrunna lågor och stubbar, sk. låga/stubb-gropar, utfördes en transekttaxering den 7 juni till 10 juni 1999. Transekterna var 5 meter breda och lades ut med 50 m mellanrum över hela området i öst-västlig riktning. Startpunkten slumpades ut. Inom transekten mättes ytan av alla påträffade låga/stubb-gropar. Om gropen bara delvis låg inom transekten mättes den del som hamnade inom transekten. Groparna numrerades och markerades med snitslar för senare planträkning. Total transektlängd var 2390 m. Transekternas totala area, 1,195 ha, utgjorde 11,7 % av reservatets totala yta.

Planträkning

I de taxerade lågagroparna utfördes den 29 juli till 1 augusti 1999 en komplett planträkning, dvs plantorna artbestämdes och deras höjd mättes. Även humuslagrets tjocklek mättes i tre till sju punkter, beroende på lågagropens storlek, och genomsnittlig humustjocklek beräknades. I anslutning till varje lågagrop lades en kontroll ut på öv-

rig bränd mark. I denna utfördes samma mätningar och registreringar som i lågagropen. Ytan hade samma form och area som lågagropen och lades ut 1 m ifrån och parallellt orienterad med lågagropen på slumpvis vald sida. Om markförhållandena ändrades markant eller stubbar och dylikt kom inom kontrollytan valdes sida subjektivt eller, om möjligt, justerades avståndet till lågagropen något.



Figur 2: De permanenta provytornas och transekternas placering i reservatet.

Inventering av tillförd liggande död ved och mortalitet hos grova träd

För att studera volym av branden skapad död ved, samt hur denna fördelade sig mellan olika diameterklasser, utfördes en totalmätning av mängden tillförd liggande död ved i hela reservatet. Diametern på alla lågorna mättes 1,3 m från lågans bas, för alla träd med en diameter över 5 cm, och trädslaget registrerades. Mätningarna utfördes 7 juni till 10 juni 1999. För volymberäkningar av tall och gran användes Jonssons (1997) sekundära volymfunktioner för området:

Tall:
$$\text{vol} = d^{2.273} / (3566.855 + (d^{2.273}) / 37125.959)$$

Gran:
$$\text{vol} = d^{2.801} / (16623.217 + (d^{2.801}) / -13297.363)$$

För volymberäkningar av löv användes Linders (1998) ickelinjära volymfunktion:

Löv:
$$v = (d+1)^{3.117} / (42,991 + ((d+1)^{3.117}) / 1574,183)$$

Där vol = volymen i kubikmeter, v = volymen i kubikdecimeter och d = brösthöjdsdiametern i centimeter (DBH).

I hela reservatet inventerades även alla träd med en diameter i brösthöjd på mer än 50 cm. För dessa träd utfördes mätningar av diameter, registrering av trädslag, vitalitet, brandljudsforekomst, om brandljudet var övervallat eller ej samt om individen var död eller levande. Syftet var att se om någon skillnad i mortalitet förelåg jämfört med Jonssons mätningar som utfördes i området 1995.

Då diametern för lågorna mättes 1,3 m från basen korrigerades den uppmätta diametern mha Lagerlöfs (1893) tabeller över tallens växtform. Detta för att kunna beräkna mortaliteten för träd i en viss diameterklass.

Revidering av permanenta provytor

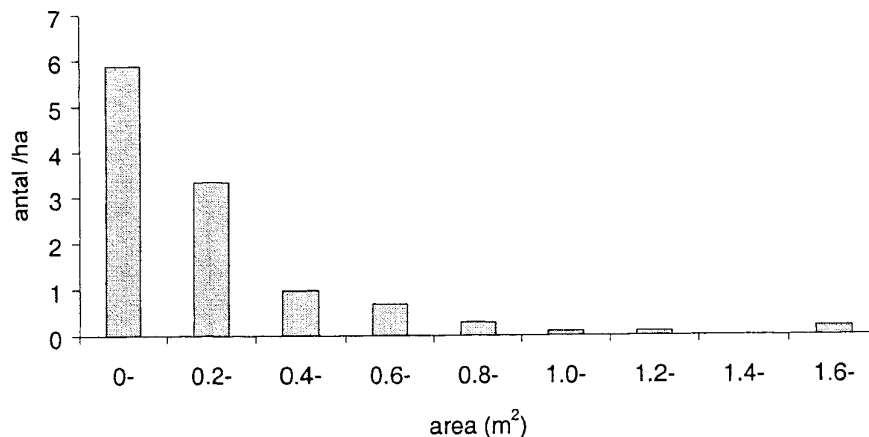
På de permanenta provytorna koordinatsattes alla nyetablerade plantor (höjd ≥ 10 cm) och märktes med en aluminiumbricka. Dessutom karterades alla nyfallna träd och urbrunna lågor. Revideringen utfördes 7 juni till 10 juni 1999.

RESULTAT

Av branden skapade områden med starkt reducerat humusskikt

Lågagropar och övrig bränd mark

Antalet lågagropar som skapades av branden var 92 st per hektar. Arealen lågagropar var 34,4 m², vilket motsvarar 0,3 % av reservatets yta. Groparnas medelstorlek var 0,3 m² med flest små och några få stora lågagropar (Figur 1). Groparnas storlek varierade mellan 0,02 m² till 1,65 m². Humustjockleken i groparna var starkt reducerad, då träd-lågorna konsumeras av elden, och var i genomsnitt 1,5 (± 1,6) cm, medan humusens genomsnittliga tjocklek på övrig bränd mark var 4,3 (± 2,1) cm. Skillnaden var statistiskt signifikant ($p < 0,001$) med signifikant tjockare humus på den övriga brända marken.



Figur 1: De urbrunna lågagroparnas fördelning på storleksklasser (n = 123).

Stubbgropar

Under branden brändes endast 18 stubbar per hektar ur. Detta medför att en areal om 3 m²/ha, eller 0,03% av reservatets areal, fick ett starkt reducerat humusskikt. Pga den mycket ringa arealen genomfördes inga studier i denna mikroståndort.

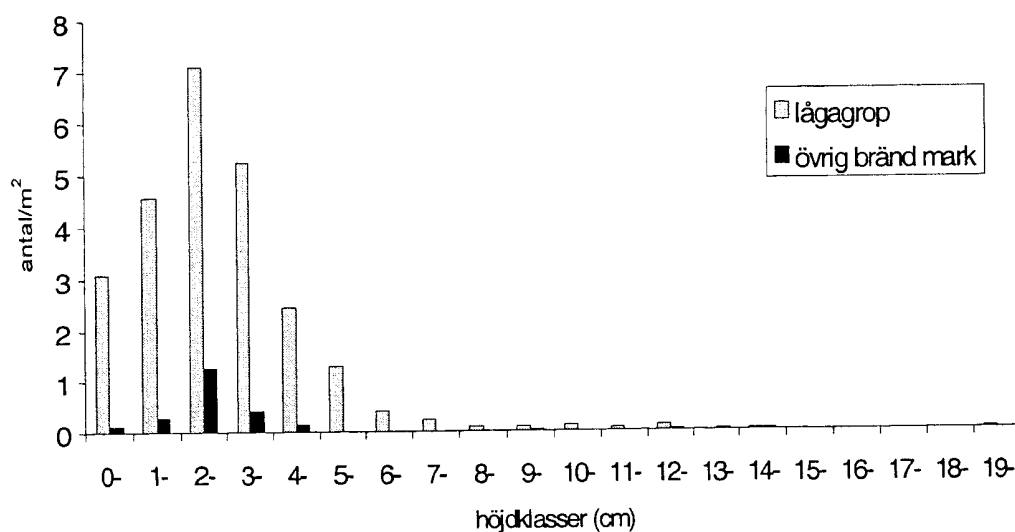
Plantetablering i lågagropar relativt övrig bränd mark

Vid planträkningen i de av branden skapade lågagroparna återfanns 26,8 (28,2) planter per kvadratmeter (Tabell 1). För den övriga brända marken var motsvarande siffra 2,8 (2,1) planter per kvadratmeter. Ett parat t-test visade att skillnaden var statistiskt signifikant ($p < 0,001$). Skillnaden för både tall, gran och lövträden enskilt är också stor mellan lågagroparna och den övriga brända marken. Inget samband fanns dock mellan antalet planter och humustjockleken i lågagroparna eller på den övriga brända marken (Figur 4).

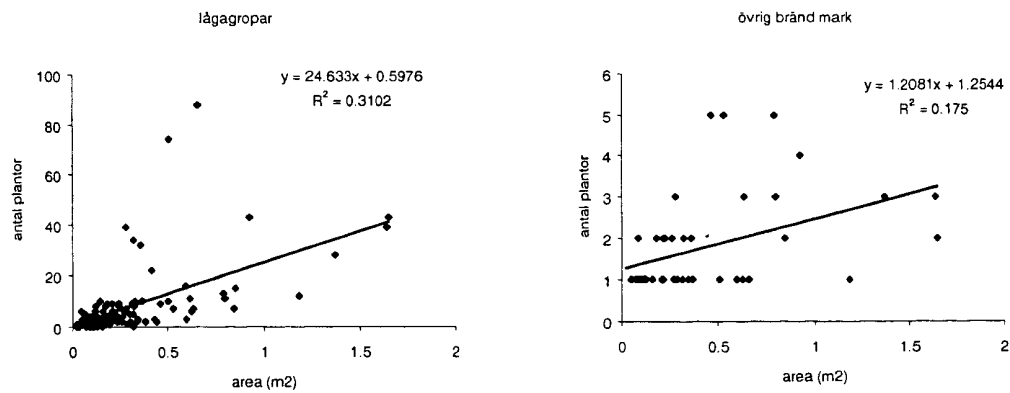
Tall var den vanligaste arten i både lågagropar och på övrig bränd mark (Tabell 1). Dess andel av det totala plantantalet i respektive ståndort var 59 % för lågagroparna och 88 % för den övriga brända marken. Skillnaden i planthöjd för alla trädslag mellan lågagroparna och den övriga brända marken var mycket liten (Tabell 1) och är inte statistiskt signifikant. De flesta plantorna återfanns i de mindre höjdklasserna för både tall och gran, med en tydlig topp i höjdklassen 2-2,9 cm för båda arterna och med en minskning mot högre och lägre klasser (Figur 2). Inget statistiskt signifikant samband fanns mellan antal plantor och area (Figur 3) eller mellan plantornas medelhöjd och humustjockleken (Figur 5).

Tabell 1: Antal plantor, antal plantor per kvadratmeter samt genomsnittlig planthöjd i cm uppdelat på de olika trädslagen. Standardavvikelse inom parentes.

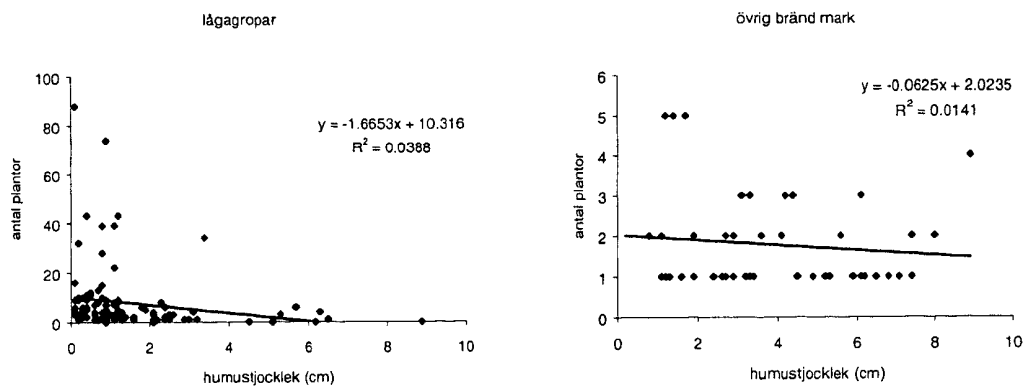
	totalt antal plantor (n)		plantantal (n/ha)		planthöjd (cm)	
	lågagrop	övr. bränd mark	lågagrop	övr. bränd mark	lågagrop	övr. bränd mark
tall	474	63	13,8	1,8	3,2	2,8
gran	126	12	3,7	0,3	3,3	2,4
glas- /vårtbjörk	120	4	3,5	0,1	1,5	4,0
sälg	144	1	4,2	0,03	2,4	13,8
asp	1	1	0,03	0,03	3,0	12,7
totalt	865	81	26,8 (28,2)	2,8 (2,1)	-	-



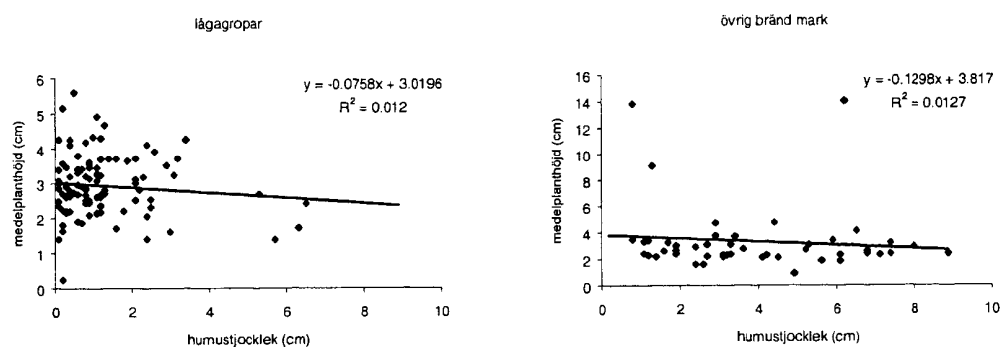
Figur 2: Antal plantor per kvadratmeter inom olika höjdklasser (n lågagrop = 865, n övrig bränd mark = 81).



Figur 3: Förekomsten av planter i lågagropar och övrig bränd mark av olika storlek.



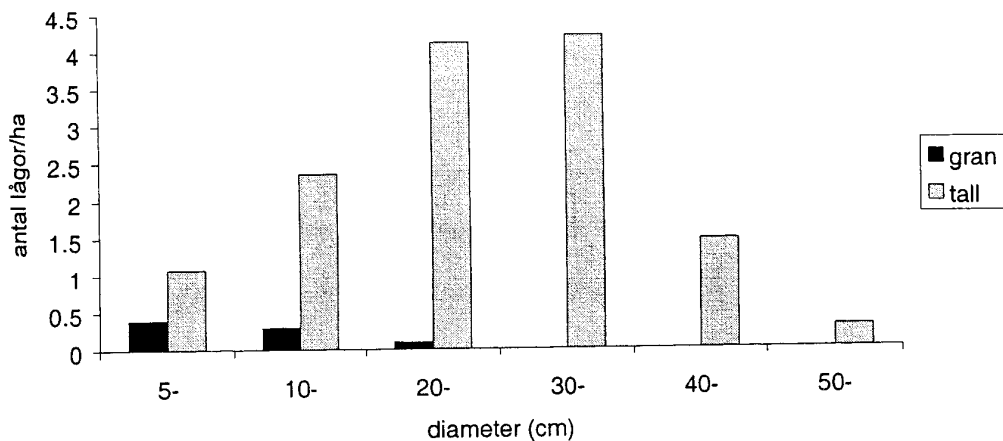
Figur 4: Förekomsten av planter i lågagropar och övrig bränd mark med olika humustjocklek.



Figur 5: Plantornas medelhöjd vid olika humustjocklek för lågagroparna och övrig bränd mark.

Av branden skapad liggande död ved

Som ett resultat av den träd mortalitet som branden orsakade ökade antalet lågor med 14,5 st och mängden lågor med 8,3 m³ per hektar. Av dessa hade inte mindre än 6,2 m³/ha en diameter större än 30 cm. Volymsmässigt fanns den största mängden skapad död ved efter branden inom diameterklasserna 30-39 (42 %) samt 40-49 (29%). Tall stod för 99 % av volymen skapade lågor, gran för 0,8 % och löv för 0,2 % (Tabell 2). Hela 95 % av de av branden skapade lågorna utgjordes av tall. Antalet lågor var störst i diameterklasserna 20-29 cm och 30-39 cm med en minskning mot högre och lägre diameterklasser (Figur 6). Gran återfanns endast i de mindre diameterklasserna.



Figur 6: Antalet skapade lågor per hektar av tall och gran för olika diameterklasser ($n_{\text{tall}} = 138$, $n_{\text{gran}} = 8$).

Tabell 2: Volymen död liggande ved som skapats fyra år efter branden.

diameterklass (cm)	antal (n)	volym/ha	vol. tall/ha	vol. gran/ha	vol. löv/ha
5-	15	0,036	0,029	0,0045	0,00239
10-	27	0,355	0,312	0,0394	0,00411
20-	43	1,77	1,747	0,0273	-
30-	43	3,53	3,53	-	-
40-	15	2,09	2,09	-	-
50-	3	0,654	0,654	-	-
totalt	146	8,3	8,2	0,07	0,006

Om antalet lågor relateras till Jonssons (1997) beståndsdata visar det sig att 2,3 % av de innan branden levande träden fallit som en direkt följd av branden. Högst andel lågor fanns i diameterklasserna 20-29 cm och 30-39 cm, där andelen var drygt 4%.

Mortalitet för träd med DBH > 50 cm

Den totala mortaliteten fyra år efter branden för träd med en diameter i brösthöjd på mer än 50 cm beräknades till 5,5 %.

Det fanns 74 stycken stående träd grövre än 50 cm i brösthöjd, vilket motsvarar 7,3 träd/ha. Endast ett stående dött träd fanns i reservatet.

DISKUSSION

Av branden skapade lågor

Direkt efter naturvårdsbränningen i Kåtabergets domänreservat skapades totalt 21 kubikmeter död ved per hektar i reservatet (Linder m. fl. 1998). Fyra år efter branden hade 8,3 m³ lågor/ha skapats varav 6,2 m³/ha, 75 %, var grövre än 30 cm. Dessa siffror kan jämföras med ett totalt virkesförråd innan branden i reservatet på 270 m³/ha (Linder m. fl. 1998). Det innebär att branden hade en relativt liten påverkan på trädskiktet och inte särskilt stora mängder död ved bildades.

På obrukade marker i den boreala regionen uppgår mängden död ved till 44-91 kubikmeter per hektar enligt Lämås och Fries (1995) och 81 m³/ha enligt Majewski m. fl. (1996). Linder m. fl. (1997) rapporterade volymer mellan 27 och 201 kubikmeter död ved per hektar för svenska boreala naturskogar. Även i jämförelse med dessa siffror är den av branden skapade mängden död ved liten, men en direkt jämförelse kan inte göras då siffror från naturskogar utgör ackumulerade mängder död ved. Förutom den direkta mortaliteten skapar elden sekundärt möjligheter för en utdragen förhöjd mortalitet genom ökad risk för insekts- och svampangrepp. Därmed kan eldens bidrag till mängden död ved vara högre i ett längre tidsperspektiv än vad ovanstående siffror indikerar.

Bränningen i Kåtaberget skedde under relativt fuktiga förhållanden samt utfördes i bälten, vilket resulterade i en lågintensiv markbrand. Detta kan ha bidragit till en lägre mortalitet än vad som var representativt för en naturskog, och Linder m. fl. visade att denna brand gav en betydligt lägre mortalitet än den senaste branden i området som inträffade 1853. Men självklart har skogsbränderna varierat i intensitet även i naturskogen.

Branden som ovan nämnts skapar med andra ord relativt sett stora mängder grov död ved. Men branden konsumerar även död ved (Kalabokidis och Wakimoto 1992). Harmon m. fl. (1986) visade att unga bestånd har högst biomassa död ved, då de flesta störningar som dödar träd bara konsumerar en liten del av den skapade grova döda veden. I en subboreal skog med *Pinus contorta* och *Abies lasiocarpa* är mängden död ved hög i unga bestånd (0-50 år) som just utsatts för brand, minskar i mellanfasen (51-200 år) för att sedan öka igen (>200 år). Den stora mängden död ved i unga bestånd förklarades med att dessa uppkommit efter brandstörning. Men även vindfällen och insekts attacker kan påverka mängden död ved i ett bestånd (Clark m. fl. 1998). Då konsumtionen av död ved ej mätts vid branden i Kåtaberget vet vi egentligen inte hur mängden lågor som förändrats av branden. Men vi kan få en uppfattning genom att jämföra antalet tillförda lågor, 15 st/ha, med antalet lågagropar, 92 st/ha. Dessa siffror antyder att en nettokonsumtion skett, men man måste även väga in att när en lågagrop bildas bränns oftast bara delar av hela lågan ur.

Att de flesta lågorna, 95 %, utgjordes av tall (Figur 5) förklaras av att beståndet vid brandtillfället var talldominerat. Detta i sin tur är resultatet av att reservatet präglats av återkommande brandstörning (Linder m. fl. 1998). Bland de lågor som skapades vid branden återfanns den största andelen i de mellersta diameterklasserna (Figur 6). Lågornas diameterfördelning har inte samma diameterfördelningen som trädmortali-

teten i reservatet. Mortaliteten i reservatet minskade med ökad diameter för träd mindre än 50 cm i brösthöjd, men var sedan högre för grövre träd (Linder m. fl. 1998). Att mönstren skiljer sig åt beror på att grövre tallar kan ha erhållit stamskador av tidigare bränder och fått brandljud som kunnat brinna ur och få trädet att falla. Dessutom finns ett visst inslag av grövre stående döda träd som brunnit av och fallit. Även dessa kan ha påverkat fördelningsmönstret.

Då död ved, främst grov sådan, har visats vara ett viktigt strukturellt och funktionellt element i många ekosystem (Harmon m. fl. 1986), och då det i dagens skogar finns mycket lite död ved, kan branden vara ett användbart skötselinstrument för att på ett naturligt sätt återskapa denna och samtidigt återinföra en naturlig störningsfaktor som eliminerats från det boreala landskapet.

Betydelsen av lågagropar för trädförnyringen

Den mycket stora skillnaden i planttillslag mellan lågagropar och övrig bränd mark, $26,8 \text{ st/m}^2$ respektive $2,8 \text{ st/m}^2$, kan förklaras med ett tunnare humuslager i lågagropen. Att humus är tunnare i lågagropen beror på att glödbland konsumerar hela eller delar av en gammal låga och därvid även förbränner stora delar av det underliggande humuslagret. Trots att många tidigare försök visar att plantetablering och överlevnaden ökar med ökad konsumtion av humus vid en brand för både tall, gran och båda björkarterna (Wretling 1932, Schimmel 1993), kan inget signifikant samband mellan humustjocklek och planttäthet fastställas i denna undersökning. Skillnader i humustjocklek inom ytorna skulle kunna vara en förklaring till detta, men någon stor skillnad i humustjocklek observerades inte. Skillnaden i plantuppslag torde bero på att även andra faktorer såsom konkurrensförhållanden, pH, näringstillgång och vattenförhållanden även påverkar plantetableringen.

Flera undersökningar visar att plantetableringen är betydligt bättre på lågor än andra substrat (Hörnberg m. fl. 1997, Kuuluvainen och Juntunen 1998). Detta beror på bl a att rutten ved skapar gynnsamma ljus-, fukt- och luftningsförhållanden samt att näringskonkurrensen från annan vegetation begränsas (Kasanskaya m. fl. 1979). Lågorna kan även vara rika på näring (Agnew m. fl. 1993) samt ge högre temperaturer (Nelson 1951). Det kan tänkas att även lågagroparna tillhandahåller gynnsamma förhållanden för plantetablering såsom hög näringstillgång, mindre konkurrens från fältskiktet samt ett tunnare humusskikt. Då lågagroparna brunnit hårdare har marken ett högre pH än mindre hårt brända områden (Dyrness och Norum 1983) vilket definitivt kan påverka groddplantans överlevnadschans. Det är med andra ord många faktorer som kan ha gett den högre etableringen av plantor i lågagroparna, vilket kan förklara att denna studie inte påvisat något statistiskt signifikant samband mellan humustjocklek och antal plantor.

Mina data uppvisar ej heller något samband mellan plantantal och provytstorlek. Detta är mycket förvånande eftersom man borde förvänta sig ett sådant samband. En förklaring kan vara att spridningen i lågagroparnas storlek var mycket liten. Plantornas medelhöjd skiljer sig inte mellan lågagroparna och den övriga brända marken. I båda fallen är plantorna ca 3 cm, men det är för tidigt för att uttala sig om det därmed inte föreligger någon skillnad i tillväxt mellan lågagroparna och den brända marken (Tabell 1). Fördelningen av plantor på olika höjdklasser är lika för både lågagroparna

och den övriga brända marken (Figur 2). Detta tyder på att plantetableringen varierat över tiden på ett likartat sätt i båda miljöerna.

Tall var det vanligaste trädslaget bland plantorna i både lågagroparna, 59 %, och på den övriga brända marken, 88 %. Detta är knappast förvånande då tall är det dominerande trädslaget och den huvudsakliga tillgängliga frökällan. Då skillnaden i etableringsframgång efter en brand är mycket liten mellan tall och gran (Granström 1991) borde fördelningen mellan tall och gran i trädskiktet återspegla sig i plantskiktet. Att löv- och granplantor återfinns bland plantorna, trots att den stående trädvolymen innan branden bara till 2 % utgörs av löv och 2 % av gran (Linder m. fl. 1998), beror på att deras frön kan sprida sig längre än tall (Heikinheimo 1932).

Den stora skillnaden i lövträdens plantetablering på brända marker, 7,7 plantor/ha, och den övriga brända marken, 0,2 plantor/ha, kan bero på att lövträdens små frön kräver låg konkurrens och stor näringstillgång för att kunna etablera sig framgångsrikt. Lövträdens små frön kan även med vindens hjälp spridas långt, varvid i detta fall plantskiktets sammansättning ej återspeglar trädskiktets. Lövträdens förekomst i vårt boreala landskap tros ha minskat kraftigt (Zackrisson och Östlund 1991). Det kan tänkas att lågagroparna hade en mycket stor betydelse för lövträdens för yngning i landskapet då de tillhandahåller just de förhållanden, i övrigt sällsynta, som krävs för fröetablering av lövträd.

Trots att det är en tydlig skillnad i plantantalet mellan lågagroparna och den övriga brända marken kan man fråga sig om lågagroparna egentligen har någon betydelse för beståndets framtida sammansättning. Lågagroparna utgjorde endast 0,3 % av reservatets areal. Men plantetableringen i lågagroparna var så stor som 27000 plantor per hektar jämfört med 2800 plantor per hektar på den övriga brända marken. Detta visar att lågagroparna är ett mycket bra substrat för plantetablering. Undersökningar visar även att överlevnaden hos plantorna ökar ju hårdare bränd marken är (Zasada m. fl. 1983). Antalet lågagropar var 92 st/ha vilka var relativt jämt spridda på området med en tendens mot fler på hårdare brända områden. Om branden hade tillåtit löpa fritt och därmed fått en högre intensitet hade antagligen betydligt fler och större lågagropar skapats. Området har även relativt liten mängd död ved jämfört med siffror från andra naturskogar. Även detta ger få lågagropar då substratet från början ej finns i stor mängd i reservatet. Man kan anta att det under naturliga förhållanden skapades mycket fler lågagropar efter en brand, vilket gör att deras betydelse för plantetableringen varit större än vad som kan visas i detta arbete. Att lågagroparnas betydelse för plantetableringen ej uppmärksammas tidigare beror på att det helt enkelt inte finns områden där observationerna kan göras. Nästan alla skogar som bränns eller brinner idag är brukade och har därmed små mängder död ved.

REFERENSER

- Aaltonen, V. T. 1919. Über die naturliche Verjüngung der Heidewälder im finnischen Lappland I. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* **1**: 1-319.
- Agnew, A. D. Q., Wilson, J. B. och Sykes, M. T. 1993. A vegetational switch as the cause of a forest/mire ecotone in New Zealand. *Journal of Vegetation Science* **4**: 273-278.
- Clark, D. F., Kneeshaw, D. D., Burton, P. J. och Antos, J. A. 1998. Coarse woody debris in sub-boreal spruce forests of west-central British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research* **28**: 284-290.
- Dyrness, C. T. och Norum, R. 1983. The effect of experimental fires on black spruce forest floors in interior Alaska. *Canadian Journal of Forest Research* **13**: 879-893.
- Engelmark, O. 1984. Forest fire in Muddus National Park (northern Sweden) during the past 600 years. *Canadian Journal of Botany* **62**: 893-898.
- Engelmark, O. 1993. Early post fire tree regeneration in a *Picea - Vaccinium* forest in northern Sweden. *Journal of Vegetation Science* **4**: 791-794.
- Fridman, J. och Walheim, M. 1997. Död ved i Sverige – statistik från riksskogstaxeringen. Arbetsrapport 24. Institutionen för skoglig resurshushållning och geomatik, Sveriges lantbruksuniversitet. Umeå.
- Fries, C. 1991. Aspects of Forest Regeneration in a Harsh Boreal Climate. Dissertation. Departement of Silviculture, Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå. Sweden.
- Granström, A. 1991. Skogen efter branden. *Skog och Forskning* nr.4, s. 32-38.
- Granström, A. 1996. Fire Ecology in Sweden and Future Use of Fire for Maintaining Biodiversity. Fire in Ecosystems of Boreal Eurasia s. 445-452.
- Harmon, M. E., Franklin, J. F., Swanson, F. J., Sollins, P., Gregory, S. V., Lattin, J. D., Anderson, N. H., Cline, S. P., Aumen, N. G., Sedell, J. R., Lienkaemper, G. W., Cromack, K., Jr. and Cummins, K. W. 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advanced Ecological Research* **15**: 772-783.
- Harmon, M. E. och Franklin, J. F. 1989. Tree seedlings on logs in *Picea- Tsuga* forests of Oregon and Washington. *Ecology* **70**: 48-59.
- Harper, J. L. 1977. Population biology of plants, 892s. Academic Press. London.
- Heikinheimo, O. 1932. Metsäpuiden Siementämiskyvystä. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* **17** (3). 61s.
- Hellberg, E. och Granström, A. 1999. Skogsbrand och miljö – organisation och tillämpningar för framtida arbete inom räddningstjänsten. Statens räddningsverk. Rapport P21-285/99. 54s.
- Hörnberg, G., Ohlsson, M. och Zackrisson, O. 1997. Influence of bryophytes and microrelief conditions on *Picea abies* seed regeneration patterns in boreal old-growth forests. *Canadian Journal of Forest Research* **27**: 1015-1023.
- Jonsson, P. 1997. 1995 års naturvårdsbränning av Kåtabergets domänreservat-effekter på trädsiktet. Rapporter och Uppsatser nr.10. Institutionen för skoglig vegetationsekologi, Sveriges lantbruksuniversitet. Umeå.
- Kalabokidis, K. och Wakimoto, R. H. 1992. Prescribed burning in Uneven-aged Stand Management of Ponderosa pine/Douglas fir Forests. *Journal of Environmental Management* **34**: 221-35.

- Kasanskaya, N. ., Soboleva, T. K. och Tishkov, A. A. 1979. Natural spruce forest regeneration in spruce forest of Vladai region. Organisation of spruce ecosystem in Southern Taiga. Institution of Geography, Academy of Science, USSR. Moscow.
- Kimmins, J. P. 1997. Forest ecology: A foundation for sustainable management. Second edition. Prentice Hall. New Jersey.
- Klingsheim, J. M. 1996. Post fire soil nutrition and revegetation in two southern boreal coniferous forests in Norway, Hopsfjellet in Sveio and Turtermarka in Maridalen. Candidate Scientific Thesis. Department of Biology, University of Oslo.
- Kolehmainen, V. A. 1955. Havaintoja kuloutuksen merkitsestä metsiemme uudistamisessa. *Silva Fennica* **85**: 1-32.
- Kolström, T. och Kellomäki, S. 1993. Tree survival in wildfires. *Silva Fennica* **27**: 277-281.
- Kuuluvainen, T. 1994. Gap disturbance, ground microtopography and the regeneration dynamics of boreal conifer forest in Finland: A review. *Annales zoologici Fennici*. **31**: 35-51.
- Kuuluvainen, T. och Pukkala, T. 1989. Effect of Scots pine seed trees on the density of ground vegetation and tree seedlings. *Silva Fennica* **23**: 159-167.
- Kuuluvainen, T., Hokkanen, T. J., Järvinen, E. och Pukkala, T. 1993. Factors related to seedling growth in a boreal Scots pine stand: a spatial analysis of vegetation-soil system. *Canadian Journal of Forest Research* **23**: 2101-2109.
- Kuuluvainen, T. and Juntunen, P. 1998. Seedling establishment in relation to microhabitat variation in a windthrow gap in a boreal *Pinus sylvestris* forest. *Journal of Vegetation Science* **9**: 551-562.
- Lagerlöf, L. 1893. Uppskattning af timmerskog, tredje häftet. Föreningen för skogsvård i Norrland. Ivar Haegströms boktryckeri, Stockholm.
- Linder, P. 1988. Jämtgavlen - En studie av brandhistorik, kulturpåverkan och urskogsvärden i ett mellannorrländskt skogsområde. Länsstyrelsen i Västernorrlands län. Härnösand.
- Linder, P. och Östlund, L. 1998. Structural changes in three mid-boreal Swedish forest landscapes, 1885-1996. *Biological conservation* **85**: 9-19.
- Linder, P., Elfving, B. och Zackrisson, O. 1997. Stand structure and successional trends in virgin boreal forest reserves in Sweden. *Forest Ecology and Management* **98**: 17-33.
- Linder, P., Jonsson, P. och Niklasson, M. 1998. Tree mortality after prescribed burning in an old-growth Scots pine forest in northern Sweden. *Silva Fennica* **32**: 339-349.
- Lämås, T. och Fries, C. 1995. An integrated forest inventory in a managed north-swedish forest landscape for estimating growing stock and coarse woody debris. Manuskript presenterat vid The Monte Verità Conference on Forest Survey Designs... May 2-7, 1994. Monte Verità, Ascona, Switzerland.
- Majewski, P., Angelstam, P., Andrén, H., Rosenberg, P., Swenson, J. E., Hermansson, J. och Nilsson, S. G. 1996. Composition and structure of natural and managed boreal Scots pine forests on dry sandy soil. Opublicerat manuskript.
- McCarthy, E. F. och Sims, I. H. 1935. The relationship between tree size and mortality caused by fire in a southern appalachian hardwoods. *Journal of Forestry* **33**: 155-157.
- Morneau, C. och Payette, S. 1989. Postfire lichen-spruce woodland recovery at the limit of the boreal forest in northern Québec. *Canadian Journal of Botany* **67**: 2770-2782.
- Mysterud, I. och Mysterud, I. 1997. Skogsbrann og miljøforvaltning. Oslo.

- Mälkula, E. and Levula, T. 1996. Impacts of Prescribed Burning on Soil Fertility and Regeneration of Scots Pine (*Pinus sylvestris* L.). Fire in Ecosystems of Boreal Eurasia. Editerad av Johann Georg Goldammer och Valentin V. s. 453-464. Furyaev. Kluwer Academic Publisher. Dordrecht.
- Nakamura, T. 1992. Effect of bryophytes on survival of conifer seedlings in subalpine forests in central. *Ecological Research (Japan)* 7: 155-162.
- Nelson, T. C. 1951. A reproduction study of northern white cedar. Game division. Department of Conservation. Lansing, Mich.
- Niklasson, M. och Granström, A. Under tryckning. Numbers and size of fires: long term spatially explicit fire history in a Swedish boreal landscape. *Ecology*.
- Nilsson, M.-C. 1992. The mechanism of biological interference by *Empetrum hermaphroditum* on tree seedling establishment in boreal forest ecosystem. Dissertation. Departement of Forest Ecology, Section of Vegetation Ecology, Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå. Sweden.
- Payette, S. 1992. Fire as a controlling process in the North American boreal forest. A systems analysis of the global boreal forest s. 144-169. Editerad av Shugart, H. H., Leemans, R. och Bonan, G. B. Cambridge University Press. New York.
- Samuelsson, J. och Ingelög, T. 1996. Den levande döda veden - bevarande och nyskapande i naturen. Artdatabanken, SLU. Uppsala.
- Sarvas, R. 1938. Über die natürliche Bewaldung der Waldbrandflächen. Eine waldbiologische Untersuchung auf den trockenen Heideböden Nord-Finnlands. *Acta Forest Fennica* 46: 1-147.
- Scott, M. L. och Murphy, P. G. 1987. Regeneration patterns of northern white cedar, an old-growth forest dominant. *American Midland Naturalist* 117: 10-16.
- Schimmel, J. 1993. On Fire. Fire behavior, fuel succession, and vegetation response to fire in the Swedish boreal forest. Dissertation. Departement of Forest Vegetation Ecology, Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå. Sweden.
- Schimmel, J. och Granström, A. 1991. Skogsbränderna och vegetationen. *Skog och Forskning* 4: 39-46.
- Schimmel, J. och Granström, A. 1996. Fire severity and vegetation response in the boreal Swedish forest. *Ecology* 77: 1436-1450.
- Sirén, G. 1955. The development of spruce forest on raw humus sites in northern Finland and its ecology. *Acta Forest Fennica* 62: 1-363.
- Sirois, L. och Payette, S. 1989. Postfire black spruce establishment in boreal and subarctic Québec. *Canadian Journal of Forest Research* 19: 1571-1580.
- Steijlen, I., Nilsson M.-C. och Zackrisson, O. 1994. Seed regeneration of Scots pine in boreal forest stands dominated by lichen and feather moss. *Canadian Journal of Forest Research* 25: 713-723.
- Spurr, S. H. och Barnes, B. V. 1980. Forest ecology. Third edition. 687 pp. John Wiley and Sons. New York.
- Szewczyk, J. och Szwagrzyk, J. 1996. Tree regeneration on rotten wood and soil in an old-growth stand. *Vegetatio* 122: 37-46.
- Tirén, L. 1952. Om försök med sådd av tall- och granfrö i Norrland. Meddelande från Statens skogsforskningsinstitut 41: 7.

- Uggla, E. 1958. Forest fire areas in Muddus National Park, northern Sweden. *Acta Phytogeographica Suecica* **41**. 116 s. Uppsala.
- Vanha-Majamaa, I., Tuittila, E.-S., Tonteri, T. och Suominen, R. 1996. Seedling establishment after prescribed burning of a clear-cut and a partially cut mesic boreal forest in southern Finland. *Silva Fennica* **30** (1): 31-45.
- Wei, X., Kimmins, J. ., Peel, K. P. och Steen, O. 1997. Mass and nutrients in woody debris in harvested and wildfire-killed lodgepole pine forests in the central interior of British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research* **27**: 148-155.
- Whelan, R. J. 1995. The ecology of fire. Cambridge studies in ecology. Cambridge University Press. Cambridge.
- Wikars, L.-O. 1992. Skogsbränder och insekter. *Entomologisk tidskrift* **113**: 1-12.
- Wretling, J.E. 1932. Om hyggesbränning inom Malå revir. Separat ur Norrlands Skogsvårdsförbunds Tidskrift III.
- Wretling, J. E. 1935. Naturbetingelserna för de nordsvenska järnpodsolerade moränmarkernas tallhedar och mossrika skogssamhällen. *Sveriges Skogsvårdsförbunds Tidskrift* **32**: 329-396.
- Yli-Vakkuri, P. 1962. Emergence and initial development of tree seedlings on burnt-over forest land. *Acta Forestalia Fennica* **74** (1). 1-51.
- Zackrisson, O. 1977. Influence of forest fires on the north Swedish boreal forest. *Oikos* **29**: 22-32.
- Zackrisson, O. och Östlund, L. 1991. Branden formade skogslandskapets mosaik. *Skog & Forskning* nr.4, s. 3-21.
- Zackrisson, O., Nilsson, M.-C. och Wardle, D. 1996. Key ecological function of charcoal from wildfire in the Boreal forest. *Oikos* **77**: 10-19.
- Zasada, J. C., Norum, R. A., VanVeldhuizen, R. M. och Teutsch, C. E. 1983. Artificial regeneration of tree and tall shrubs in experimentally burned upland black spruce/feather moss stands in Alaska. *Canadian Journal of Forest Research* **13**: 903-913.